doi:10.13866/j.azr.2018.05.07

吉兰泰盐湖盆地土壤铬、汞、砷污染的负荷特征与健康风险评价①

张阿龙[1]， 高瑞忠[1,2]， 张 生[1,2]， 贾德彬[1,2]，
杜丹丹[1,2]， 秦子元[1]， 王喜喜[3]
（1. 内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院，内蒙古 呼和浩特 010018；
2. 内蒙古水资源保护与利用重点实验室，内蒙古 呼和浩特 010018；3. 美国欧道明大学，美国 诺福克 23529）

摘 要：选取西北旱区吉兰泰盐湖盆地为研究对象，土壤按照表土层（0～10 cm）、心土层（10～50 cm）和底土层（50～100 cm）分层取样，系统采集了120个土壤样品，测定了重金属Cr、Hg和As以及主要化学成分的含量，以数理统计法、Tomlinson污染负荷指数法、US EPA健康风险评估模型，解析评价了盐湖盆地Cr、Hg和As的污染及污染负荷特征、潜在健康风险水平及空间分布特征。结果表明：① 吉兰泰盐湖盆地土壤各层均含有Cr、Hg、As，以内蒙古地区背景值为基准，盐湖盆地土壤存在Cr、Hg、As的局部超标点或超标区域，Hg和As的超标率高达60%以上；Cr、Hg和As在不同土壤深度重金属含量差异性不显著；相对内蒙古整个地区来说，盐湖盆地土壤Cr、Hg、As含量较高；而对比《土壤环境质量标准》（GB 15618—1995）二级标准值，盐湖盆地的Cr、Hg、As含量均属于国家标准范围以内；② 基于内蒙古地区背景值，吉兰泰盐湖盆地土壤污染负荷整体属于轻微污染，主要在西南图格力高勒沟谷和低山台地区域，为中度污染或强度污染；不同土壤深度污染负荷依次为：表土层＞心土层＞底土层；③ 盐湖盆地的土壤对于Cr、Hg、As不存在非致癌的健康风险，而对于Cr、As，在沿巴彦乌拉山—贺兰山存在人体可耐受的致癌风险；非致癌风险或致癌风险对于儿童或成人在土壤各层差异不明显，非致癌风险儿童在所有土壤层均大于成年，致癌风险成人均大于儿童；④ 研究成果对于西北旱区盐湖盆地土壤或地下水的安全合理开发利用具有一定实际参考意义。

关键词：土壤重金属；健康风险；污染负荷；盐湖盆地；吉兰泰；西北旱区

土壤既是污染物的"汇"，也是生态系统的"源"[1]。人类活动（诸如矿产资源开发、化工金属冶炼、煤炭燃烧、汽车尾气排放、化肥和农药施用等）造成土壤重金属污染[2-4]，对人类健康产生潜在的影响[5]。土壤中的重金属一般不随自然变化过程而发生降解，会在土壤中随时间而累积，不仅影响土壤的物理化学性质、抑制土壤中微生物活动和阻碍营养盐分的有效供给，而且还可以通过皮肤接触、灰尘摄入和食物摄取而直接威胁人体健康，或者通过污染食物、大气和水等危害人体健康[6]，进而威胁人类的生存和发展。近年来，重金属的污染与防治引起了社会和学术界的广泛关注[7-15]，大部分学者[9-13]对人体健康风险的研究集中在工业区或植被盖度较好的湿润区，侧重于利用传统的统计方法进行数值的计算与评价，缺乏对旱区以沙地为主的盐湖盆地区的研究，对区域土壤重金属污染空间异质性与垂向分布特征的研究鲜有报道。

鉴于土壤是植被生态系统之基，土壤质量又与西北旱区的主要供水水源——地下水密切相关，因此，本文选择位于西北旱区的吉兰泰盐湖盆地为对象，采用污染负荷指数法、US EPA健康风险评估模型与GIS技术，开展土壤重金属Cr、Hg、As的含量特征、污染负荷和健康风险评价及空间分布特征等方面的研究，旨在为西北旱区盐湖盆地流域社会经济发展中土壤环境保护、土壤污染治理、土壤环境风险预警、土壤资源合理利用和地下水水源安全开采利用等提供参考依据。

① **收稿日期：**2018－03－29； **修订日期：**2018－04－24
基金项目：国家自然科学基金（51469019）；美国国家自然科学基金（100653－010）资助
作者简介：张阿龙（1992－），男，硕士研究生，研究方向为干旱半干旱地区土壤及地下水化学特征. E-mail：562061251@qq.com
通讯作者：高瑞忠. E-mail：ruizhonggao@qq.com

1 材料和方法

1.1 研究区概况

吉兰泰盐湖盆地（38°35′~40°35′N，104°50′~106°40′E）位于内蒙古西部，面积 20 025 km^2，高程1 013 ~3 159 m（图 1）。地势总体变化为西北、西南、东南高和东北低，向东北方向倾斜；地形向盐湖中心呈明显的环带状分布；地貌以基岩山地、山前倾斜平原、台地、沙地和盆地为主。

盐湖盆地属典型的大陆性干旱气候，干旱少雨，蒸发强烈，多年平均降水量 108.8 mm，蒸发量 2 983.3 mm，气温 8.6 ℃，相对湿度 39.9%，风力 4 ~5 级，风速 3.03 $m \cdot s^{-1}$，日照时数 3 300 h[16]。植被稀少，属于荒漠化草原，主要有琵琶柴、梭梭、蛇麻黄等旱生植物，生态环境极其脆弱。

阿拉善盟吉兰泰镇，以吉兰泰盐湖盐业及副产品工业为主，包括少量农业、畜牧业和商业等共存的多元化经济结构。吉兰泰盐湖是我国最大的内陆湖盐生产基地，在我国盐业生产工业中具有重要的地位。

1.2 采样与测定

按照《土壤环境监测技术规范》（HJ/T 166 –1995）的布点要求，结合盆地的地貌特征和土壤类型，考虑盆地地下水的主要汇流方向，以吉兰泰盐湖为中心向四周呈放射状均匀布设土壤采样点，共 40 个（图 1）。每个土壤采样点以手持 GPS 定位，分 3 层采样，共采集 120 个样品。每个采样点的分层采集深度为表土层（0 ~10 cm）、心土层（10 ~50 cm）和底土层（50 ~100 cm），每个样品质量约为 1.0 kg，装入聚乙烯塑料袋。所有土壤样品在内蒙古"水资源保护与利用"重点实验室进行测定，Hg 和 As 通过北京普析通用 PF6 –2 型双道全自动原子荧光光度计测定，检出限分别为 Hg <0.001 $\mu g \cdot kg^{-1}$、As <0.01 $\mu g \cdot kg^{-1}$，精密度 <1.0%，测试线性范围 >10^3；Cr 通过日立 Z –2700 型石墨炉原子吸收分光光度计测定，检出限为 0.004 $\mu g \cdot kg^{-1}$，精密度≤1.0%，样品残留 ≤10^{-5}。为保证分析的准确性，土壤重金属含量测定全程做空白样，每个样品设 3 组平行实验，取均值作为样品测定的最终量。

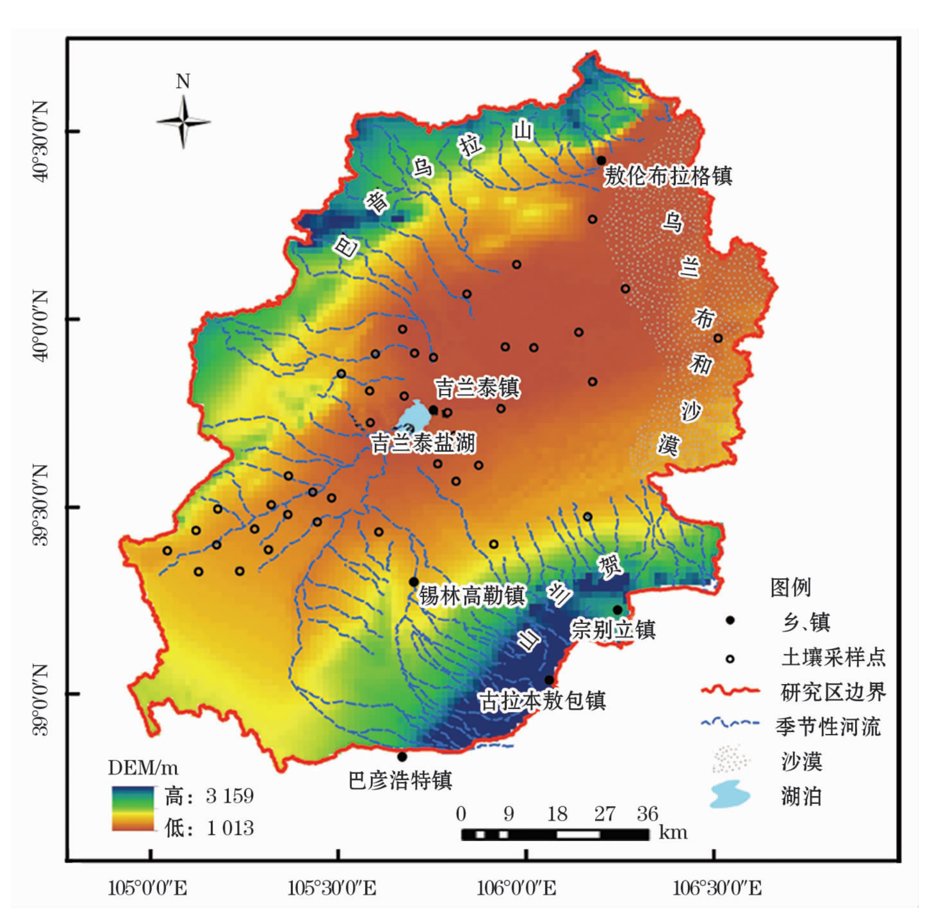


图 1 研究区地理位置及土壤采样点

Fig. 1 Geographic location of the study area and distribution of the soil sampling sites

1.3 土壤重金属污染负荷

采用 Tomlinson 提出的污染负荷指数法分析研究区重金属的污染程度，该方法在国内外得到了广泛认可与应用[9,17-25]，计算公式为：

$$CF_i = \frac{C_i}{C_{i0}} \quad (1)$$

$$\mathrm{PLI} = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \cdots \times CF_n} \quad (2)$$

式中：CF_i 为土壤重金属 i 的污染系数；C_i 为土壤重金属 i 的实测含量；C_{i0} 为重金属 i 的背景值；PLI 为某采样点多种重金属的污染负荷指数；n 为重金属元素个数。

某一区域的污染负荷指数计算公式为：

$$\mathrm{PLI}_{\mathrm{zone}} = \sqrt[n]{\mathrm{PLI}_1 \times \mathrm{PLI}_2 \times \cdots \times \mathrm{PLI}_n} \quad (3)$$

式中：$\mathrm{PLI}_{\mathrm{zone}}$ 为某区域的污染负荷指数；n 为区域采样点数。

当 PLI 或 $\mathrm{PLI}_{\mathrm{zone}} \leq 1$ 时为无污染，$1 <$ PLI 或 $\mathrm{PLI}_{\mathrm{zone}} \leq 2$ 为轻微污染，$2 <$ PLI 或 $\mathrm{PLI}_{\mathrm{zone}} \leq 3$ 为中度污染，PLI 或 $\mathrm{PLI}_{\mathrm{zone}} > 3$ 为强度污染。

1.4 土壤重金属健康风险

采用美国环境保护署（US EPA）的 RAGS（Risk Assessment Guidance for Superfund）健康风险评估模型[26-27]，结合我国环保部颁布实施的《污染场地风险评估技术导则（HJ25.3－2014）》进行吉兰泰盐湖盆地土壤重金属 Cr、Hg、As 的健康风险计算与评价。

1.4.1 暴露量计算 《污染场地风险评估技术导则（HJ25.3－2014）》对场地污染物受体人群及暴露情景的规定，儿童和成年人对土壤重金属暴露途径主要有经口摄取、呼吸吸入和皮肤接触 3 种途径，暴露量可通过平均每日剂量（ADD）进行估算，计算公式为[26-28]

$$ADD_{\mathrm{ing}} = \frac{c \times IngR \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (4)$$

$$ADD_{\mathrm{inh}} = \frac{c \times InhR \times CF \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (5)$$

$$ADD_{\mathrm{derm}} = \frac{c \times SA \times CF \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (6)$$

式中：ADD_{ing}、ADD_{inh}、ADD_{derm} 分别为经口摄取、呼吸吸入、皮肤接触途径的暴露量；c 为土壤重金属的实测浓度；$IngR$ 为经口摄入频率；CF 为转换系数；EF 为暴露频率；BW 为儿童和成年人的体重；$InhR$ 为呼吸频率；PEF 为灰尘排放因子；SA 为暴露皮肤表面积；SL 为皮肤黏着度；ABS 为皮肤吸收因子；ED 为暴露期；AT 为重金属非致癌或致癌平均暴露时间；相关参数见表 1。

表 1 健康风险评价模型暴露参数[29-31]

Tab. 1 Exposure parameters for the health risk assessment models

参数	$IngR$ /(mg·d^{-1})	EF /(d·a^{-1})	ED/a	BW/kg	AT/d	$InhR$ /(mg·d^{-1})	PEF /(m^3·kg)	SA /cm^2	SL /(mg·cm^{-2})	ABS –
儿童	200	350	6	15.9	26 280*,9 125**	7.5	1.36×10^9	2 800	0.20	0.001*,0.01**
成年人	100	350	25	56.8		14.5	1.36×10^9	5 700	0.07	

注：－表示无量纲；*表示非致癌，**表示致癌。

1.4.2 健康风险表征 健康风险分为非致癌风险和致癌风险，其中非致癌健康风险指数 HQ 或 HI 为；

$$\mathrm{HQ}_{ij} = \frac{ADD_{ij}}{RfD_{ij}} \quad (7)$$

$$\mathrm{HI} = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{m} \mathrm{HQ}_{ij} \quad (8)$$

式中：HQ_{ij} 为第 i 种非致癌重金属在第 j 种暴露途径下的单项非致癌风险指数；HI 为多种重金属通过特定暴露途径的非致癌健康风险综合指数；ADD_{ij} 和 RfD_{ij} 分别为第 i 种非致癌重金属在第 j 种暴露途径的暴露量和参考剂量 mg·(kg·d)$^{-1}$；当 HQ_{ij} 或 HI <1 时，表示非致癌健康风险属于可接受风险水平，当 HQ_{ij} 或 HI >1 时，表示存在非致癌健康风险，HQ_{ij} 或 HI 越大，健康风险就越大。

致癌健康风险指数 CR 或 TCR 为：

$$\mathrm{CR}_{ij} = ADD_{ij} \times SF_{ij} \quad (9)$$

$$\mathrm{TCR} = \sum_{i=1}^{k} \sum_{j=1}^{l} \mathrm{CR}_{ij} \quad (10)$$

式中：CR_{ij} 为第 i 种致癌重金属在第 j 种暴露途径下的单项致癌风险指数；ADD_{ij} 为第 i 种致癌重金属在第 j 种暴露途径的暴露量（mg·kg^{-1}·d^{-1}）；SF_{ij} 为第 i 种致癌重金属在 j 种暴露途径的斜率因子（mg·kg^{-1}·d^{-1}）·mg^{-1}；TCR 为多种重金属通过特定暴露途径所致的总致癌风险指数；当 CR_{ij} 或 TCR $< 10^{-6}$ 时，表示无致癌风险，当 $10^{-6} < \mathrm{CR}_{ij}$ 或

表 2 重金属不同暴露途径 *RfD* 和 *SF*[4,29,32-33]

Tab. 2 Reference doses for non-carcinogen metals and slope factors for carcinogen metals

重金属	*RfD*/($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$)			*SF*/($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$)		
	经口摄入	呼吸吸入	皮肤接触	经口摄入	呼吸吸入	皮肤接触
Cr	0.003	0.000 028 6	0.000 06	-	42.0	-
Hg	0.000 3	0.000 3	0.000 024	-	-	-
As	0.000 3	0.000 123	0.000 3	1.5	1.5	7.5

注"-"表示非致癌,无 *SF* 数据。

TCR $<10^{-4}$时,表示属于人体可耐受的致癌风险,当CR_{ij}或TCR $>10^{-4}$时,表示属于人体不可耐受的致癌风险。

对于重金属 Cr、Hg、As 健康风险评价中,不同暴露途径的参考剂量 *RfD* 和致癌风险斜率因子 *SF* 见表 2。

2 结果与分析

2.1 重金属含量统计分析

对吉兰泰盐湖盆地土壤表土层、心土层和底土层 Cr、Hg、As 的含量进行统计描述,并以单因素方差分析检验不同土壤深度重金属含量差异的显著性(表 3)。土壤中 Cr、Hg、As 的含量分别小于 250 $mg \cdot kg^{-1}$、1 $mg \cdot kg^{-1}$和 25 $mg \cdot kg^{-1}$,各层之间重金属含量的变化范围近似一致,平均含量的顺序为:底土$_{Cr}$ > 心土$_{Cr}$ > 表土$_{Cr}$、表土$_{As}$ > 底土$_{As}$ > 心土$_{As}$、表土$_{Hg}$ > 心土$_{Hg}$ > 底土$_{Hg}$;标准差(*SD*)反映数据的离散程度,各重金属的标准差依次为:As > Hg > Cr,其中 Hg 和 As 的标准差较大,表明各测点含量之间的差异悬殊,可能存在污染;变异系数(*Cv*)反映重金属含量的离散性以及人为活动对重金属含量的影响,*Cv* < 16% 属于轻度变异,16% < *Cv* < 36% 属于中等变异,*Cv* > 36% 属于高度变异,土壤中 Cr 属于中等变异,而 Hg 和 As 具有高度变异性,表明采样点间数据离散性较大,可能受到外界因素的影响;盐湖盆地土壤各层 Cr、Hg、As 的最大值均大于内蒙古地区背景值,最小值均小于内蒙古地区背景值,表明盐湖盆地存在 Cr、Hg、As 的局部超标点或超标区域,其中 Hg 和 As 的超标率高,均达 60% 以上,对比国家二级土壤标准值,盐湖盆地的 Cr、Hg、As 含量均属于国家标准范围以内。单因素方差分析表明,Cr、Hg 和 As 在不同土壤深度重金属含量差异性不显著。

2.2 土壤重金属污染负荷

以内蒙古地区背景值为基准,利用公式(1)和公式(2)计算得到盐湖盆地土壤不同深度 Cr、Hg、As 的污染系数(*CF*)和污染负荷指数(PLI)(图 2a)。不同土壤深度的 CF_{Cr}最大值均小于 2,表明土壤中 Cr 在局部区域出现轻微污染,而 CF_{Cr}的平均值小于 1,表明整个研究区 Cr 的平均水平属于无污染;不同土壤深度 CF_{Hg}的平均值大于 3,整个研究区 Hg 的平均水平属于强度污染;所有土壤深度的 CF_{As}最大值小于 3,土壤中 As 在局部区域出现中度污染,而 CF_{As}的平均值小于 2,表明整个研究区 As

表 3 盐湖盆地土壤重金属含量统计分析

Tab. 3 Statistical analysis on heavy metal contents in soil(n = 40)

重金属	土层	含量范围/($mg \cdot kg^{-1}$)	含量均值/($mg \cdot kg^{-1}$)	*SD*	*Cv*/%	内蒙古地区背景值[34]		《土壤环境质量标准》二级标准[35]		*F* 检验统计量	显著性水平
						背景值/($mg \cdot kg^{-1}$)	超标率/%	标准值/($mg \cdot kg^{-1}$)	超标率/%		
Cr	0~10 cm	2.9~55.21	28.27	0.15	34	41.4	7.27	250.0	0		
	10~50 cm	6.19~58.59	28.92	0.14	32	41.4	7.27	250.0	0	0.360	0.699
	50~100 cm	4.03~63.53	30.25	0.16	42	41.4	18.18	250.0	0		
Hg	0~10 cm	0~0.46	0.15	6.11	102	0.04	70.91	1.0	0	0.274	0.761
	10~50 cm	0~0.5	0.13	5.6	108	0.04	65.45	1.0	0		
	50~100 cm	0~0.57	0.12	5.72	128	0.04	63.64	1.0	0		
As	0~10 cm	0~21.74	12.92	9.49	47	7.5	74.55	25.0	0		
	10~50 cm	0.12~20.41	12.76	9.39	44	7.5	83.64	25.0	0	0.027	0.974
	50~100 cm	0~21.87	12.82	12.67	45	7.5	83.64	25.0	0		

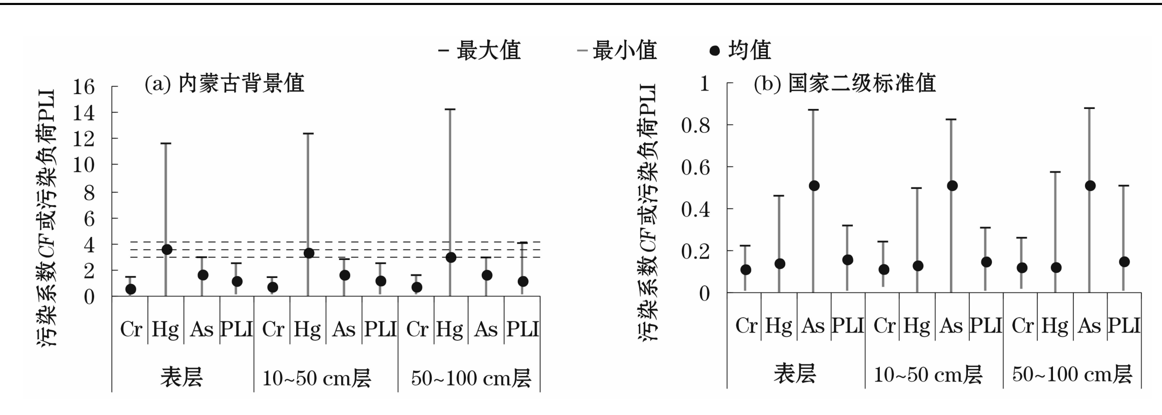


图 2　不同土壤深度重金属 *CF* 值和 PLI 值

Fig. 2　CF and PLI values of heavy metals in different soil layers

的平均水平属于轻微污染;不同重金属在所有土壤层平均污染系数依次为:$CF_{Hg} > CF_{As} > CF_{Cr}$,分别为强度污染、轻微污染和无污染;所有土壤深度重金属 PLI 的均值小于 2,表明盐湖盆地整体属于轻微污染,不同深度污染程度依次为:表土层 > 心土层 > 底土层,而从 PLI 最大值可知,存在局部点或局部区域的表土层和心土层土壤为中度污染、底土层土壤为强度污染,主要原因为土壤空间重金属含量的分布异质性或受到人类活动的影响。

基于《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)二级标准,计算得到盐湖盆地土壤不同深度 Cr、Hg、As 的污染系数(*CF*)和污染负荷指数(PLI)(图 2b)。无论是单项重金属成分 *CF* 还是综合污染负荷指数 PLI,均小于 1,表明整个盐湖盆地属于无污染状态;以各测点平均 PLI 对比不同深度的重金属污染,与内蒙古土壤背景值评价结果一致,污染次序依次为:土层 > 心土层 > 底土层;不同重金属在所有土壤层平均污染系数依次为:$CF_{As} > CF_{Hg} > CF_{Cr}$。

不同土壤深度 PLI(背景值)累计值、PLI_{zone} 和均值(表 4)进一步表明,各层土壤污染顺序依次为:表土层、心土层和底土层,说明盐湖盆地的重金属污染程度随着深度逐渐减弱;方差分析表明,底土层污染负荷指数变动比其他土层大;各层土壤重金属污染负荷的统计检验表明,PLI 差别不显著($P = 0.829 > 0.05$),可能存在相同的污染源。

分析盐湖盆地不同深度土壤重金属 PLI 等级空间分布(图 3)可知,表层、心土层和底土层土壤的 PLI 均在盐湖盆地西南地区出现高值区,即出现中度污染或强度污染;表层土壤的 PLI 整体呈现出由西南向东北的阶梯式递减趋势,在盐湖盆地西南部的低山台地出现高值区域,为中度污染;心土层土壤的 PLI 呈现出自西北向东南的不均匀扩散趋势,在沿图格力高勒沟谷,巴音乌拉山北部至乌兰布和沙漠前缘出现高值区,为轻微污染或中度污染;底土层土壤呈现出自西南和东北向中间逐级减小的趋势,类似于表层分布,在盐湖盆地南部的低山台地出现高值区域,但污染程度达到强度。分析盐湖盆地土壤 PLI 的分布特征,主要为研究区南部地势较高的上游低山台地地区岩土含有重金属成分,经过雨水冲刷被带到沟谷中,顺流而下形成水走盐流的累积,造成研究区西南部重金属含量较高;北部上游巴音乌拉岩土的重金属成分随季节性河流雨季溶解且顺流而下,形成该区污染负荷指数较高;局部岛状污染负荷指数高值区可能存在点源污染。

表 4　土壤各层 PLI 统计值

Tab. 4　PLI statistic values of soil layers

组	累计值	PLI_{zone}	平均值	方差	*F* 检验统计量	显著性水平
PLI(0～10 cm)	49.850	1.074	1.246	0.367		
PLI(10～50 cm)	47.711	1.010	1.193	0.440	0.188	0.829
PLI (50～100 cm)	45.919	0.942	1.148	0.736		

总体上,吉兰泰盐湖盆地的重金属污染既出现了明显的斑块分布特征,又出现了局部点污染的分布特征,说明研究区土壤既受到工业或生活垃圾排放等的人类活动影响,又受到区域岩土及水文水利等自然特征的影响。

2.3　土壤重金属健康风险评价

2.3.1　非致癌风险　盐湖盆地在不同土壤深度对儿童和成人经 3 种暴露途径下,Cr、Hg、As 的非致癌风险暴露剂量(*ADD*)、非致癌风险单项指数(HQ)和非致癌风险总指数(HI)(表 5)可知,经口摄入剂量(ADD_{ing})远大于皮肤接触剂量(ADD_{derm})和呼吸吸入剂量(ADD_{inh}),进而经口摄入的风险指数

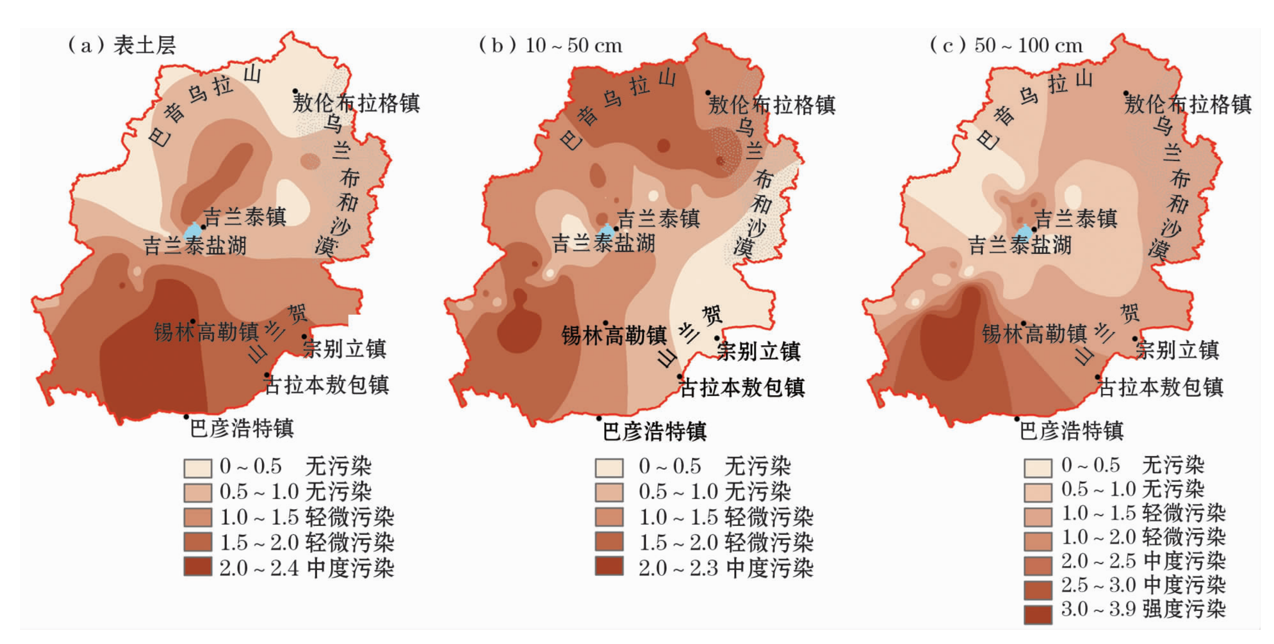


图 3 不同土壤深度重金属 PLI 空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of PLI of heavy metals in different soil layers

表 5 不同深度土壤重金属非致癌暴露量及风险指数

Tab. 5 Daily exposed quantities and non－carcinogenic risk indexes at the different soil depths

标准	土层	元素	ADD_{ing}	ADD_{inh}	ADD_{derm}	HQ_{ing}	HQ_{inh}	HQ_{derm}	HQ	HI
儿童	表土	Cr	2.84×10^{-5}	7.84×10^{-10}	7.96×10^{-8}	9.47×10^{-3}	2.74×10^{-5}	1.33×10^{-3}	1.08×10^{-2}	5.47×10^{-2}
		Hg	1.48×10^{-7}	4.07×10^{-12}	4.14×10^{-10}	4.93×10^{-4}	1.70×10^{-7}	1.72×10^{-5}	5.10×10^{-4}	
		As	1.30×10^{-5}	3.58×10^{-10}	3.63×10^{-8}	4.33×10^{-2}	2.91×10^{-6}	1.21×10^{-4}	4.34×10^{-2}	
	心土	Cr	2.91×10^{-5}	8.01×10^{-10}	8.14×10^{-8}	9.69×10^{-3}	2.80×10^{-5}	1.36×10^{-3}	1.11×10^{-2}	5.44×10^{-2}
		Hg	1.33×10^{-7}	3.67×10^{-12}	3.72×10^{-10}	4.43×10^{-4}	1.53×10^{-7}	1.55×10^{-5}	4.59×10^{-4}	
		As	1.28×10^{-5}	3.54×10^{-10}	3.59×10^{-8}	4.28×10^{-2}	2.88×10^{-6}	1.20×10^{-4}	4.29×10^{-2}	
	底土	Cr	3.04×10^{-5}	8.38×10^{-10}	8.51×10^{-8}	1.01×10^{-2}	2.93×10^{-5}	1.42×10^{-3}	1.16×10^{-2}	5.51×10^{-2}
		Hg	1.23×10^{-7}	3.39×10^{-12}	3.45×10^{-10}	4.10×10^{-4}	1.41×10^{-7}	1.44×10^{-5}	4.25×10^{-4}	
		As	1.29×10^{-5}	3.55×10^{-10}	3.61×10^{-8}	4.30×10^{-2}	2.89×10^{-6}	1.20×10^{-4}	4.31×10^{-2}	
成人	表土	Cr	1.66×10^{-5}	1.77×10^{-9}	6.61×10^{-8}	5.52×10^{-3}	6.18×10^{-5}	1.10×10^{-3}	6.69×10^{-3}	3.23×10^{-2}
		Hg	8.62×10^{-8}	9.19×10^{-12}	3.44×10^{-10}	2.87×10^{-4}	3.83×10^{-7}	1.43×10^{-5}	3.02×10^{-4}	
		As	7.57×10^{-6}	8.07×10^{-10}	3.02×10^{-8}	2.52×10^{-2}	6.56×10^{-6}	1.01×10^{-4}	2.53×10^{-2}	
	心土	Cr	1.70×10^{-5}	1.81×10^{-9}	6.76×10^{-8}	5.65×10^{-3}	6.32×10^{-5}	1.13×10^{-3}	6.84×10^{-3}	3.22×10^{-2}
		Hg	7.76×10^{-8}	8.27×10^{-12}	3.10×10^{-10}	2.59×10^{-4}	3.45×10^{-7}	1.29×10^{-5}	2.72×10^{-4}	
		As	7.48×10^{-6}	7.97×10^{-10}	2.98×10^{-8}	2.49×10^{-2}	6.48×10^{-6}	9.95×10^{-5}	2.50×10^{-2}	
	底土	Cr	1.77×10^{-5}	1.89×10^{-9}	7.08×10^{-8}	5.91×10^{-3}	6.61×10^{-5}	1.18×10^{-3}	7.16×10^{-3}	3.26×10^{-2}
		Hg	7.18×10^{-8}	7.65×10^{-12}	2.86×10^{-10}	2.39×10^{-4}	3.19×10^{-7}	1.19×10^{-5}	2.52×10^{-4}	
		As	7.52×10^{-6}	8.01×10^{-10}	3.00×10^{-8}	2.51×10^{-2}	6.52×10^{-6}	1.00×10^{-4}	2.52×10^{-2}	

(HQ_{ing})也大于皮肤接触和呼吸吸入的风险指数(HQ_{inh}和 HQ_{derm})；不同重金属成分健康风险指数 HQ 对比，$HQ_{As} > HQ_{Cr} > HQ_{Hg}$；儿童和成人对比，无论是单项风险指数还是综合风险指数，儿童均大于成人；对于儿童和成人的不同土壤深度综合风险指数(HI)均为：$HI_{(100\ cm层)} > HI_{(表层)} > HI_{(50\ cm层)}$，且各土壤深度的 HI 差别不明显，其中 Cr、Hg、As 对 HI 值大小贡献依次为：As > Cr > > Hg，表明研究区总非致癌风险主要受重金属 As 和 Cr 所影响；所有单项风险指数或综合风险指数均小于 1，表明盐湖盆地土壤不同深度对儿童或成人不同暴露途径下的非致癌风险都属于“可接受风险水平”。

2.3.2 致癌风险 由盐湖盆地不同土壤深度致癌重金属 Cr、As 的致癌风险暴露剂量(*ADD*)、致癌风险单项指数(CR)和致癌风险总指数(TCR)(表 6)可知，经口摄入剂量(ADD_{ing})远大于皮肤接触剂量

(ADD_{derm})和呼吸吸入剂量(ADD_{inh})，经口摄入的致癌风险对儿童和成年人均介于 10^{-6} ~ 10^{-4}，属于人体可耐受的致癌风险，而经呼吸吸入和皮肤接触致癌风险均小于 10^{-6}，属于无致癌风险；不同土壤深度的致癌重金属对于儿童和成年致癌风险中 Cr ($CR < 10^{-6}$) 属于无致癌风险，As ($10^{-6} < CR < 10^{-4}$)属于人体可耐受的致癌风险；对于总致癌风险，不同土壤深度儿童和成人致癌风险基本接近，均为 $TCR_{表层} > TCR_{100\ cm} > TCR_{50\ cm}$，且成人致癌风险高于儿童，主要原因为重金属在人体内积累而导致。盐湖盆地总体属于人体可接受的致癌风险，主要是 As 经口摄入的暴露途径所致，应当引起重视。

对盐湖盆地各采样点不同土壤深度下儿童和成人的重金属致癌暴露风险 TCR 与非致癌暴露风险 HI 的统计特征分析(表 7)可知，所有测点非致癌风险指数 HI 的最大值和均值均小于 1，表明整个盐湖盆地的土壤对于 Cr、Hg、As 属于无非致癌健康风险；致癌风险指数 TCR 的最大值大于 10^{-6}、最小值小于 10^{-6}、均值大于 10^{-6}，表明在整个研究区内局部区域为无致癌风险或为人体可耐受的致癌风险，盐湖盆地整体表现为人体可耐受的致癌风险。致癌风险 TCR 与非致癌风险 HI 的标准差较小，表明盐湖盆地区域健康风险波动小，偏度与峰度均大于 0，所有采样点的健康风险指数分布均为非正态分布；土壤各层非致癌风险指数 HI 属于中等变异与强变异分界限值处。非致癌风险或致癌风险对于儿童或成人在土壤各层区域不明显，非致癌风险儿童所有土壤层均大于成年，致癌风险成人均大于儿童。

鉴于盐湖盆地不存在非致癌风险，而存在人体可接受的致癌风险，又由于儿童与成人重金属致癌风险分布近似一致，因此，这里仅分析盐湖盆地成人重金属致癌风险的空间分布特征(图4)。总体上

表 6　不同土壤深度重金属致癌暴露量及风险指数

Tab. 6　Daily exposed quantities and carcinogenic risk indexes at the different soil depths

标准	土层	元素	ADD_{ing}	ADD_{inh}	ADD_{derm}	CR_{ing}	CR_{inh}	CR_{derm}	CR	TCR
儿童	表土	Cr	2.84×10^{-5}	7.84×10^{-10}	7.96×10^{-8}	–	3.29×10^{-8}	–	3.29×10^{-8}	1.98×10^{-5}
		As	1.30×10^{-5}	3.58×10^{-10}	3.63×10^{-8}	1.95×10^{-5}	5.37×10^{-10}	2.73×10^{-7}	1.97×10^{-5}	
	心土	Cr	2.91×10^{-5}	8.01×10^{-10}	8.14×10^{-8}	–	3.37×10^{-8}	–	3.37×10^{-8}	1.95×10^{-5}
		As	1.28×10^{-5}	3.54×10^{-10}	3.59×10^{-8}	1.92×10^{-5}	5.30×10^{-10}	2.69×10^{-7}	1.95×10^{-5}	
	底土	Cr	3.04×10^{-5}	8.38×10^{-10}	8.51×10^{-8}	–	3.52×10^{-8}	–	3.52×10^{-8}	1.96×10^{-5}
		As	1.29×10^{-5}	3.55×10^{-10}	3.61×10^{-8}	1.93×10^{-5}	5.33×10^{-10}	2.71×10^{-7}	1.96×10^{-5}	
成人	表土	Cr	4.77×10^{-5}	5.09×10^{-9}	1.90×10^{-6}	–	2.14×10^{-7}	–	2.14×10^{-7}	3.94×10^{-5}
		As	2.18×10^{-5}	2.32×10^{-9}	8.70×10^{-7}	3.27×10^{-5}	3.49×10^{-9}	6.52×10^{-6}	3.92×10^{-5}	
	心土	Cr	4.88×10^{-5}	5.21×10^{-9}	1.95×10^{-6}	–	2.19×10^{-7}	–	2.19×10^{-7}	3.90×10^{-5}
		As	2.15×10^{-5}	2.30×10^{-9}	8.60×10^{-7}	3.23×10^{-5}	3.45×10^{-9}	6.45×10^{-6}	3.88×10^{-5}	
	底土	Cr	5.11×10^{-5}	5.44×10^{-9}	2.04×10^{-6}	–	2.29×10^{-7}	–	2.29×10^{-7}	3.92×10^{-5}
		As	2.16×10^{-5}	2.31×10^{-9}	8.64×10^{-7}	3.25×10^{-5}	3.46×10^{-9}	6.48×10^{-6}	3.90×10^{-5}	

注：“–”表示无数据。

表 7　土壤各层重金属 HI 与 TCR 值统计

Tab. 7　Statistical results of HI and TCR values of heavy metals in soil layers

风险类别		土层	最大值	最小值	均值	标准差	偏度	峰度	变异系数/%
非致癌	儿童	表土	0.084	0.010	0.055	0.021	−0.546	−0.660	37.5
		心土	0.080	0.009	0.054	0.019	−0.161	−0.794	34.9
		底土	0.100	0.008	0.055	0.021	−0.178	−0.364	38.6
	成人	表土	0.050	0.006	0.032	0.012	−0.553	−0.659	37.1
		心土	0.047	0.006	0.032	0.011	−0.164	−0.796	34.6
		底土	0.059	0.005	0.033	0.013	−0.176	−0.351	38.4
致癌	儿童	表土	3.33×10^{-5}	5.72×10^{-8}	1.98×10^{-5}	9.23×10^{-6}	−0.411	−0.657	46.7
		心土	3.12×10^{-5}	2.24×10^{-7}	1.95×10^{-5}	8.45×10^{-6}	−0.14	−0.731	43.2
		底土	3.35×10^{-5}	2.31×10^{-8}	1.96×10^{-5}	8.64×10^{-6}	0.027	−0.631	44.0
	成人	表土	6.62×10^{-5}	3.72×10^{-7}	3.94×10^{-5}	1.83×10^{-5}	−0.416	−0.657	46.5
		心土	6.22×10^{-5}	6.46×10^{-7}	3.90×10^{-5}	1.68×10^{-5}	−0.143	−0.731	43.1
		底土	6.69×10^{-5}	1.5×10^{-7}	3.92×10^{-5}	1.72×10^{-5}	0.018	−0.628	43.9

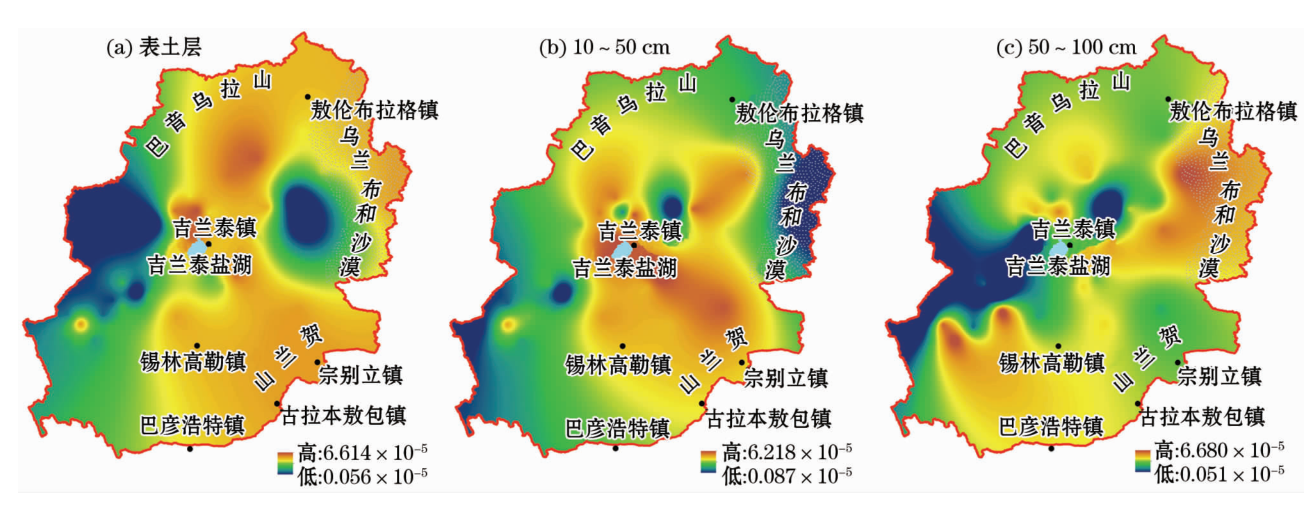


图 4　研究区成人致癌风险空间分布

Fig. 4　Spatial distribution of cancer risk for adults in the study area

,致癌风险的范围随土壤深度的增加而非均匀减小,不同土壤深度均呈现由人体可接受的致癌风险向无致癌风险的梯度变化;表土层和心土层土壤致癌风险高值区主要沿盐湖盆地西北—东南方向呈带状分布,而底土层在东北部乌兰布和沙漠和西南低山台地出现片状高值区;致癌风险的峰值区域多位于盐湖盆地地形低洼地带,主要原因为上游贺兰山、巴音乌拉山以及西南部低山台地的岩土和地下水中均含有 Cr 和 As,经降水淋滤作用和地下水溶滤作用进入地下水,随地下水向下游低洼区域迁移,下游地下水埋深浅,区域气候干燥,地下水蒸发强烈,地下水与土壤间的毛细作用,使盐分向上运移并在土壤中累积,进而出现条状或块状致癌风险高值区。

3　讨 论

研究区土壤剖面重金属 Cr、Hg、As 含量底土$_{Cr}$ > 心土$_{Cr}$ > 表土$_{Cr}$、表土$_{Hg}$ > 心土$_{Hg}$ > 底土$_{Hg}$、表土$_{As}$ > 底土$_{As}$ > 心土$_{As}$的分布格局,Cr 和 As 与文献[9,36-39]由表土往下依次减少的研究结果略有差异,原因是 Cr 和 As 基本处于天然未污染状态。尽管盐湖盆地绝大部分致癌风险处于有关专家推荐的可接受范围[26-28,40],但根据 US EPA 推荐的无致癌风险标准 10^{-6},大部分土壤 As 污染应该引起重视;目前,只有 As 的经口摄入和皮肤接触存在致癌斜率因子 *SF*,因此本文仅考虑 As 的经口摄入和皮肤接触致癌风险,而没有考虑 Cr 的该种风险,进而导致土壤重金属致癌风险可能比实际风险小。完整的 US EPA 健康风险评价模型是经大气、水、土壤、食物链等 4 种介质携带重金属通过食入、吸入和皮肤接触 3 种暴露途径进入人体产生健康风险的评价[26-28],而笔者只单独讨论了 Cr、Hg、As 通过土壤介质对人体产生的健康风险,因此,总的健康危害风险数值要小于实际风险。由于各种重金属对人体健康的危害不是独立产生作用,而目前没有统一方法进行重金属导致的混合风险的健康风险评估,这将是今后进一步研究的重点。

本研究以吉兰泰盐湖盆地流域为研究对象,考虑到地形、土地利用类型、自然气象要素等综合因素,选取有牧民居住区域,以及小镇周边范围布设点位较多,东北沙漠区域布点相对较少,这在某种程度上对结果造成一定程度的影响,因此想要准确掌握旱区盐湖盆地土壤重金属污染分布状况,以及详细的污染来源,还需在后续研究中,提高采样密度,提升评价精度,需要进行小尺度的详细研究来揭示该区土壤重金属空间变异性和垂向分布规律,以及沙地土壤重金属评价与污染源查找的研究。

4　结 论

(1) 吉兰泰盐湖盆地土壤各层均含有 Cr、Hg、As,并且相对内蒙古整个地区来说,盐湖盆地土壤 Cr、Hg、As 含量较高。以内蒙古地区背景值为基准,盐湖盆地土壤存在 Cr、Hg、As 的局部超标点或超标区域,Hg 和 As 的超标率高达到 60% 以上,而对比国家二级土壤标准值,盐湖盆地的 Cr、Hg、As 含量均属于国家标准范围以内;Cr、Hg 和 As 在不同土壤深度重金属含量差异性不显著。

(2)基于内蒙古地区背景值,吉兰泰盐湖盆地土壤污染负荷整体属于轻微污染,存在局部点或局部区域为中度污染或强度污染;对比国家土壤环境质量二级标准,整个盐湖盆地污染负荷属于无污染状态;不同土壤深度污染负荷为:表土层 > 心土层 > 底土层;不同重金属在所有土壤层污染为:$CF_{As} > CF_{Hg} > CF_{Cr}$。

(3)盐湖盆地的土壤对于 Cr、Hg、As 不存在非致癌的健康风险;对于 Cr、As,盐湖盆地存在人体可耐受的致癌风险;非致癌风险或致癌风险对于儿童或成人在土壤各层差异不明显,非致癌风险儿童所有土壤层均大于成年,致癌风险成人均大于儿童。

(4)吉兰泰盐湖西南侧的图格力高勒沟谷及沿巴彦乌拉山—贺兰山的带状区域污染负荷和健康风险值较大,鉴于土壤与地下水中化学成分的相互作用和迁移,现状居民对于土壤或生活用水存在一定的潜在健康风险,因此,建议该区域内土壤或地下水开发利用过程中,应对以 Cr、As 为主的重金属进行净化预处理,以降低该区域内通过饮用水或土壤途径而产生的健康风险。

参考文献(References):

〔1〕 HaoL B, Tian M, Zhao X Y, et al. RongjieBai. Spatial distribution and sources of trace elements in surface soils, Changchun, China: Insights from stochastic models and geostatistical analyses〔J〕. Geoderma, 2016, 273: 54 – 63.

〔2〕 Gu Y G, Lin Q, Gao Y P. Metals in exposed-lawn soils from 18 urban parks and its human health implications in southern China's largest city, Guangzhou〔J〕. Journal of Cleaner Production, 2016, 115: 122 – 129.

〔3〕 刘子龙,赵政阳,鲁玉妙,等. 陕西苹果园土壤砷和重金属污染评价〔J〕. 干旱区研究,2010,27(2):273 – 277.〔Liu Zilong, Zhao Zhengyang, Lu Yumiao, et al. Evaluation on arsenic and heavy metal pollutionin apple orchard soil in Shaanxi Province〔J〕. Arid Zone Research, 2010, 27(2): 273 – 277〕.

〔4〕 Chen H Y, Teng Y G, Lu S J, et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China〔J〕. Science of The Total Environment, 2015, 512 – 513: 143 – 153.

〔5〕 杨阳,周正朝,张福平,等. 沣河沿岸土壤重金属分布特征及来源分析〔J〕. 干旱区研究,2014,31(2):237 – 243.〔Yang Yang, Zhou Zhengchao, Zhang Fuping, et al. Spatial distribution and sources of heavy metals in soil samples collected from the riparian area of the Fenghe River〔J〕. Arid Zone Research, 2014, 31(2): 237 – 243.〕

〔6〕 全婷婷,陈学刚,魏疆,等. 新疆天山天池景区土壤磁学特征及其环境意义〔J〕. 干旱区研究,2017,34(6):1 286 – 1 293.〔Quan Tingting, Chen Xuegang, Wei Jiang, et al. Magnetic properties of topsoil and its environmental implications in the Tianshan heaven lake scenic spot, Xinjiang〔J〕. Arid Zone Research, 2017, 34(6): 1 286 – 1 293.〕

〔7〕 刘浩峰,刘巍,刘玉燕,等. 博斯腾湖湿地 Cu、Ni 和 Pb 的分布特征及其生态风险〔J〕. 干旱区究,2017,34(2):390 – 394 .〔Liu Haofeng, Liu Wei, Liu Yuyan, et al. Distribution of Cu, Ni and Pb and ecological risk in the Bosten Lake wetland〔J〕. Arid Zone Research, 2017, 34(2): 390 – 394 .〕

〔8〕 蔡怡敏,陈卫平,彭驰,等. 顺德水道土壤及沉积物中重金属分布及潜在生态风险评价〔J〕. 环境科学,2016,37(5):1 763 – 1 770.〔Cai Yimin, Chen Weiping, Peng Chi, et al. Spatial distribution and potential ecological risk assessment of heavy metals in soils and sediments in Shunde waterway, Southern China〔J〕. Environmental Science, 2016, 37(5): 1 763 – 1 770.〕

〔9〕 刘芳,塔西甫拉提・特依拜,依力亚斯江・努尔麦麦提,等. 准东煤炭产业区周边土壤重金属污染与健康风险的空间分布特征〔J〕. 环境科学,2016,37(12):4 815 – 4 829.〔Liu Fang, Tashpolat Tiyip, Ilyas Nurmamat, et al. Spatial distribution characteristics of heavy metal pollution and health risk in soil around the coal industrial area of east Junggar Basin〔J〕. Environmental Science, 2016, 37(12): 4 815 – 4 829.〕

〔10〕 谷阳光,高富代. 我国省会城市土壤重金属含量分布与健康风险评价〔J〕. 环境化学,2017,36(1):62 – 71.〔Gu Yangguang, Gao Fudai. Spatial distribution and health risk assessment of heavy metals in provincial capital cities, China〔J〕. Environmental Chemistry, 2017, 36(1): 62 – 71.〕

〔11〕 张文超,吕森林,刘丁彧,等. 宣威街道尘中重金属的分布特征及其健康风险评估〔J〕. 环境科学,2015,36(5):1 810 – 1 817.〔Zhang Wenchao, Lv Senlin, Lui Dingyu, et al. Distribution characteristics of heavy metals in the street dusts in Xuanwei and their health risk assessment〔J〕. Environmental Science, 2015, 36(5): 1 810 – 1 817.〕

〔12〕 尹伊梦,赵委托,黄庭,等. 电子垃圾拆解区土壤 – 水稻系统重金属分布特征及健康风险评价〔J〕. 环境科学,2018,39(2): 916 – 926.〔Yin Yimeng, Zhao Weituo, Huang Ting, et al, Distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in soil-rice system of e-waste dismantling area〔J〕. Environmental Science, 2018, 39(2): 916 – 926.〕

〔13〕 陈凤,董泽琴,王程程,等. 锌冶炼区耕地土壤和农作物重金属污染状况及风险评价〔J〕. 环境科学,2017,38(10):4 360 – 4 369.〔Chen Feng, Dong Zeqin, Wang Chengcheng, et al. Contamination and risk of heavy metals in soils and crops from zinc smelting area〔J〕. Environmental Science, 2017, 38(10): 4 360 – 4 369.〕

〔14〕 蔡云梅,黄涵书,任露陆,等. 珠三角某高校室内灰尘重金属含量水平、来源及其健康风险评价〔J〕. 环境科学,2017,38(9): 3 620 – 3 627.〔Cai Yunmei, Huang Hanshu, Ren Lulu, et al. Levels, sources, and health risk assessments of heavy metals in indoor dust in a college in the pearl river delta〔J〕. Environmental Science, 2017, 38(9): 3 620 – 3 627.〕

〔15〕 郭伟,孙文惠,赵仁鑫,等. 呼和浩特市不同功能区土壤重金属污染特征及评价〔J〕. 环境科学,2013,34(4):1 561 – 1 567.〔Guo Wei, Sun Wenhui, Zhao Renxin, et al. Characteristic and evaluation of soil pollution by heavy metal in different functional

zones of Hohhot[J]. Environmental Science,2013,34(4):1 561 –1 567.]

[16] 于志同,刘兴起,王永,等. 13.8 ka 以来内蒙古吉兰泰盐湖的演化过程[J]. 湖泊科学,2012,24(4):629 –636.[Yu Zhitong,Lui Xingqi,Wang Yong,et al. The climate evolution of Jilantai salt lake during the last 13 800 years[J]. Lake Sciences,2012,24(4):629 –636.]

[17] Tomlinson D L,Wilson J G,Harris C R,et al. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index[J]. Helgolnder Meeresuntersuchungen,1980,33(14):566 –575.

[18] 张清海,林昌虎,谭红,等. 草海典型高原湿地表层沉积物重金属的积累、分布与污染评价[J]. 环境科学,2013,34(3):1 055 –1 061.[Zhang Qinghai,Lin Changhu,Tan Hong,et al. Accumulation,distribution and pollution assessment of heavy metals in surface sediment of Caohai Plateau Wetland,Guizhou Province[J]. Environmental Science,2013,34(3):1 055 – 1 061.]

[19] 麦麦提吐尔逊·艾则孜,阿吉古丽·马木提,艾尼瓦尔·买买提. 新疆焉耆盆地辣椒地土壤重金属污染及生态风险预警[J]. 生态学报,2018,38(3):1 075 –1 086.[Mamattursun Eziz,Ajigul Mamut,Anwar Mohammad. Soil heavy metal population and ecological risk warning assessment of people field in Yanqi Basin ,Xijiang[J]. Acta Ecologica Sinica,2018,38(3):1 075 –1 086.]

[20] 庞妍,同延安,梁连友,等. 矿区农田土壤重金属分布特征与污染风险研究[J]. 农业机械学报,2014,45(11):165 – 171.[Pang Yan,Tong Yanan,Liang Lianyou,et al. Distribution of farmland heavy metals and pollution assessment in mining area[J]. Journal of Agricultural Machinery,2014,45(11):165 –171.]

[21] 王博,夏敦胜,余晔,等. 兰州城市表层土壤重金属污染的环境磁学记录[J]. 科学通报,2012,57(32):3 078 –3 089.[Wang Bo,Xia Dunsheng,Yu Ye,et al. Magnetic records of heavy metal pollution in urban topsoil in Lanzhou,China[J]. Chinese Science Bulletin,2012,57(32) :3 078 –3 089.]

[22] Suresh G,Sutharsan P,Ramasamy V,et al. Assessment of spatial distribution and potential ecological risk of the heavy metals in relation to granulometric contents of Veeranam lake sediments,India[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety,2012,84(84):117 –124.

[23] Caeiro S,Costa M H,Ramos T B,et al. Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach[J]. Ecological Indicators,2005,52(52):151 –169.

[24] 段海静,蔡晓强,阮心玲,等. 开封市公园地表灰尘重金属污染及健康风险[J]. 环境科学,2015,36(8) :2 972 –2 980.[Duan Haijing,Cai Xiaoqiang,Ruan Xinling,et al. Assessment of heavy metal pollution and its health risk of surface dusts from parks of Kaifeng,China[J]. Environmental Science,2015,36(8):2 972 –2 980.]

[25] 陈彦芳,马建华,董运武,等. 开封周边地区地表灰尘砷、汞背景值及其应用[J]. 环境科学,2014,35(8):3 052 – 3 059.[Chen Yanfang,Ma Jianhua,Dong Yunwu,et al. Background values of as and Hg in surface dusts in the vicinity of Kaifeng City and their application[J]. Environmental Science,2014,35(8):3 052 –3 059.]

[26] US EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund,Volume I:Human Health Evaluation Manual (Part B,Development of Risk Based Preliminary Remediation Goals)[M]. Washington,DC:Office of Emergency and Remedial Response,1991.

[27] US EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund,Volume I:Human Health Evaluation Manual (Part E,Supplemental Guidance from Dermal Risk Assessment)[M]. Washington,DC:Office of Emergency and Remedial Response,2004.

[28] US EPA. Integrated risk information system[R]. http://www.epa.gov/iris/index.html,2011.

[29] 中华人民共和国环保部. 污染场地风险评估技术导则(HJ 25.3 –2014)[S]. 北京:中国环境科学出版社,2014.[Environmental Protection Department of People's Republic of China. Guidelines for Risk Assessment of Contaminated Sites(HJ 25.3 –2014)[S]. Beijing:Environmental Science Press of China,2014.]

[30] US DOE (US Department of Energy). The Risk Assessment Information System (RAIS)[M]. US Department of Energy's Oak Ridge Operations Office (ORO),2011.

[31] US DOE (US Department of Energy). RAIS:Risk Assessment Information System[M]. US Department of Energy,Office of Environmental Management,2000.

[32] 环境保护部. 中国人群暴露参数手册:成人卷[M]. 北京:中国环境科学出版社,2013.[Ministry of Environmental Protection. Handbook of Exposure Parameters for Chinese Population:Adult Volume[M]. Beijing:China Environmental Science Press,2013.]

[33] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Known to be a human carcinogen[M]. http://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxorganlisting.asp? sysid =23,2014 –09 –20.

[34] 魏复盛,陈静生,吴燕玉,等. 中国土壤环境背景值研究[J]. 环境科学,1991,12(4):12 –19.[Wei Fusheng,Chen Jinsheng,Wu Yanyu,et al. Chinese soil background content[J]. Environmental Science,1991,12(4):12 –19.]

[35] 国家环境保护总局,国家技术监督局. GB15618 –1995 土壤环境质量标准[M]. 北京:中国标准出版社,1995:2 –3.[State Evironmental Potection Aministration,National Tchnical Spervision Breau. GB 15618 – 1995 Soil Environmental Quality Standard[M]. Beijing:China Standard Press,1995:2 –3.]

[36] 张爱星,聂义宁,季宏兵,等. 万庄金矿田土壤重金属的垂直分布及形态研究[J]. 环境科学与技术,2014,37(增刊):1 –8.[Zhang Aixing,Nie Yining,Ji Hongbing,et al. Vertical distribution,morphological characteristics of heavy metals in soils of Wanzhuang gold mine field[J]. Environmental Science & Technology,2014,37(Suppl.):1 –8.]

[37] 白军红,赵庆庆,卢琼琼,等. 白洋淀沼泽化区域土壤重金属含量的剖面分布特征——以烧车淀为例[J]. 湿地科学,2013,11(2):271 –275.[Bai Junhong,Zhao Qingqing,Lu Qiongqiong,et al. Profile distribution of soil heavy metals in the paludification region of Baiyangdian Lake:Acase study of Shaochedian Lake[J]. Wetland Science,2013,11(2):271 –275.]

[38] Li F Y,Fan Z P,Xiao P F,et al. Contamination,Chemical speciation and vertical distribution of heavy metals in soils of an old and large industrial zone in Northeast China[J]. Environmental Geology,2009,57(8):1 815 –1 823.

[39] Riba I,Del Valls T A,Forja J M,et al. Influence of the Aznalcóllar mining spill on the vertical distribution of heavy metals in sedi-

ments from the Guadalquivir estuary (SW Spain)〔J〕. Marine Pollution Bulletin,2002,44(1):39-47.

〔40〕 Fryer M,Collins C D,Ferrier H,et al. Human exposure modeling for chemical risk assessment: A review of current approaches and research and policy implications〔J〕. Environmental Science & Policy,2006,9(3):261-274.

Pollution Load Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals Cr, Hg and As in the Jilantai Salt Lake Basin

ZHANG A'long[1], GAO Rui-zhong[1,2], ZHANG sheng[1,2], JIA De-bin[1,2], DU Dan-dan[1,2], QIN Zi-yuan[1], WANG Xi-xi[3]

(1. *College of Water Conservancy and Civil Engineering, Inner Mongolia agricultural university Hohhot* 010018, *Inner Mongolia, China*;
2. *Inner Mongolia Key Laboratory of Water Resources Protection and Utilization, Hohhot* 010018, *Inner Mongolia, China*;
3. *Old Dominion University, Norfolk, Virginia, USA* 23529)

Abstract: The Jilantai Salt Lake Basin in an arid area in northwest China was selected as the study area. The total 120 soil samples were collected from topsoil and soil layers of 50cm and 100cm in depth, and the purposes of the study were to test the contents of heavy metals Cr, Hg and As and the contents of main chemical components. The pollution and pollution load characteristics, health risk and spatial distribution of Cr, Hg and As were analyzed by mathematical statistics, Tomlinson pollution load index and US EPA health risk assessment model. The results indicated that: ① The soil samples from the Jilantai Salt Lake Basin contained Cr, Hg and As. If the background values in Inner Mongolia were regarded as the standards, the contents of Cr, Hg and As were overweight in some areas, in which the contents of Hg and As were 60% higher than the background values. The difference of contents of Cr, Hg and As among different soil layers was not significant. Compared with the values in whole Inner Mongolia, the contents of Cr, Hg and As in soil in the salt lake basin were high, but they were within the national standards compared with the second standard values in the "Soil Environmental Quality Standard" (GB 15618-1995); ② Based on the background values of Inner Mongolia, soil pollution load in the Jilantai Salt Lake Basin was holistically slight, and the moderate and serious soil pollution occurred mainly in the Tugligol Valley and low-mountain area in the southwest. The pollution load of different soil layers was in an order of -100 cm soil layer > topsoil layer > -50 cm soil layer, and that of heavy metals in all soil layers was $CF_{As} > CF_{Hg} > CF_{Cr}$: ③ There was no cancer risk from Cr, Hg and As in the salt lake basin except that from Cr and As along the Bayan Ul-Helan Mountain zone; ④ The study results could be referred in exploiting and utilizing the soil and groundwater resources in the arid areas in northwest China.

Key words: soil heavy metal; health risk; pollution load; salt lake basin; arid area; northwest China